第 37 卷第 20 期
2017 年 10 月

生　态　学　报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.37,No.20
Oct.,2017

DOI: 10.5846/stxb201607281539
尹帅,姜培坤,孟赐福,吴家森,张金林.绿竹和麻竹地上部植硅体碳封存潜力.生态学报,2017,37(20):6827-6835.
Yin S,Jiang P K,Meng C F,Wu J S,Zhang J L.Comparison of PhytOC sequestration rates in above-ground apart of *Dendrocalamopsis oldhami* (Munro) Keng f. and *Dendrocalamus latiflorus* Munro.Acta Ecologica Sinica,2017,37(20):6827-6835.

绿竹和麻竹地上部植硅体碳封存潜力

尹　帅[1],姜培坤[1,2,*],孟赐福[1,2],吴家森[1,2],张金林[1]
1 浙江农林大学, 环境与资源学院, 临安　311300
2 浙江农林大学, 浙江省森林生态系统碳循环与固碳减排重点实验室, 临安　311300

摘要:可以在土壤中稳定存在数千年甚至上万年之久的植硅体碳(phytolith-occluded organic carbon, PhytOC)是陆地植物生态系统长期碳封存的重要机制之一。选取福建南靖地区绿竹(*Dendrocalamopsis oldhami* (Munro) Keng f.)和麻竹(*Dendrocalamus latiflorus* Munro)两种重要丛生竹为研究对象,采集其竹叶、竹枝和竹秆样品,用微波消解法提取植硅体,采用碱溶法测定植硅体中碳含量,以比较两种丛生竹的植硅体碳封存潜力和封存速率。结果表明:绿竹和麻竹林地上部不同器官中 Si 含量变幅分别为 4.95—37.53 g/kg 和 2.01—34.05 g/kg,植硅体含量变幅分别为 3.35—100.80 g/kg 和 1.57—84.06 g/kg,两者地上部不同器官中的含量大小顺序均为叶>枝>秆。绿竹和麻竹林地上部不同器官干物质中的植硅体碳含量变幅分别为 0.51—2.85 g/kg和 0.17—2.22 g/kg。绿竹和麻竹林地上部 PhytOC 储量变幅分别为 5.1—13.9 kg/hm^2和 1.2—6.3 kg/hm^2。绿竹和麻竹地上植株不同器官中的最高 PhytOC 储量分别为枝和叶。绿竹和麻竹地上部 PhytOC 总储量分别为 24.3 kg/hm^2和 11.1 kg/hm^2。绿竹和麻竹林地上部 PhytOC 封存速率分别为 0.051—0.131 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}和 0.0099—0.0139 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1},以绿竹和麻竹的最高 PhytOC 封存速率计算,我国绿竹林和麻竹林的地上植株部每年可分别封存 1965.29 t CO_2和 1520.11 t CO_2。
关键词:绿竹;麻竹;植硅体;植硅体碳;PhytOC 封存速率

Comparison of PhytOC sequestration rates in above-ground apart of *Dendrocalamopsis oldhami* (Munro) Keng f. and *Dendrocalamus latiflorus* Munro

YIN Shuai[1],JIANG Peikun[1,2,*],MENG Cifu[1,2],WU Jiasen[1,2],ZHANG Jinlin[1]
1 *School of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang Agriculture and Forestry University, Lin'an* 311300, *China*
2 *Zhejiang Provincial Key Laboratory of Carbon Cycling in Forest Ecosystems and Carbon Sequestration, Zhejiang Agriculture and Forestry University, Lin'an* 311300, *China*

Abstract: Phytolith-occluded carbon (PhytOC), which can be stabilized in the soils for thousands of years, is one of the important mechanisms for long-term carbon sequestration in terrestrial plant ecosystems. In this study, we selected two typical sympodial bamboos [*Dendrocalamopsis oldhami* (Munro) Keng f., (DOK) and *Dendrocalamus latiflorus* Munro, (DLM)] in the subtropical area of China as research subjects and collected the samples of leaves, branches, and culms in Nanjing, Fujian province. Phytolith in the samples were extracted using a microwave digestion method and their PhytOC content were determined using the alkaline solution method, with the aim of comparing the PhytOC sequestration rates and stocks of DOK and DLM. The results showed that silicon (Si) content in the above-ground parts of DOK and DLM ranged from 4.95 to 37.53 and from 2.01 to 34.05 g/kg, respectively, whereas phytolith content ranged from 3.35 to 100.80 and from 1.57 to 84.06 g/kg, respectively. The content of both Si and phytoliths decreased in the order: leaves > branches > culms. The PhytOC in above-ground parts of DOK and DLM ranged from 0.51 to 2.85 and from 0.17 to 2.22 g/kg,

基金项目:国家自然科学基金资助(41471197)
收稿日期:2016-07-28;　　**网络出版日期**:2017-06-01
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: jiangpeikun@zafu.edu.cn

respectively, whereas their PhytOC stocks ranged from 5.1 to 13.9 and from 1.2 to 6.3 kg/hm^2, respectively. The highest PhytOC stocks in the different organs of above-ground parts of DOK and DLM were observed in leaves and branches, respectively. The total PhytOC stocks in above-ground parts of DOK and DLM were 24.3 and 11.1 kg/hm^2, respectively. The PhytOC sequestration rates of above-ground parts of DOK and DLM were 0.051—0.131 and 0.0099—0.0139 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}, respectively. The PhytOC amounts sequestrated by DOK and DLM stands in China are estimated to be 1965.29 and 1520.11 t CO_2/a, respectively.

Key Words: *Dendrocalamopsis oldhami* (Munro) Keng f.; *Dendrocalamus latiflorus* Munro; phytolith; phytOC; phytOC sequestration rate

近年来,温室效应所引起的全球变化问题正日益受到人们的重视,而作为温室气体主要成员之一的 CO_2 所导致全球气候变暖和极端天气的频繁发生已引起社会的广泛关注[1]。森林是地球陆地生态系统的主体,在陆地生态系统碳循环中起着重要的作用[2]。森林生态系统作为陆地生态系统中最重要的碳库,其碳汇量占到陆地碳库的 56%,而且 90%以上陆地植物与大气 CO_2的交换都是由森林植被完成的,因此它在增加全球碳汇、降低 CO_2浓度和缓解全球气候变暖方面发挥着重要作用[3]。

植硅体,又称植物蛋白石,它是植物在生长过程中根部吸收土壤溶液中的可溶性单硅酸(H_4SiO_4),在植物的蒸腾作用下被植物吸收并以无定形硅形态($SiO_2 \cdot nH_2O$)转移、沉淀在植物根、茎、叶中的细胞壁、细胞腔及细胞间隙内的含水的非晶质的二氧化硅颗粒[4-6]。植硅体在硅化的这一过程中,常有少量的有机碳(1%—6%)被包裹在其中,这部分有机碳被称为植硅体闭蓄有机碳,即植硅体碳[7-9](Phytolith-Occluded Organic Carbon, PhytOC)。由于植硅体碳受到植硅体这层坚硬外壳的保护,因此具有超强的耐高温、抗氧化及抗分解等特性,如果没有遭遇大的地质变迁,它会长期存在于土壤以及沉积物中达数千年至上万年之久[7],从而成为陆地土壤碳库的重要来源。它对于增强土壤碳汇,维持全球 CO_2平衡具有重要意义,因此受到了国内外环境学家的广泛关注[10-11]。

国内外学者对不同森林类型、作物类型的植硅体碳的封存潜力进行了深入的研究,其中包括热带亚热带森林类型[12-13]、竹类植物[7,14-20]、农作物[8,21-25]、湿地[26-27]和草地[28]。竹子作为典型的硅富集的禾本科(Gramineae)植物,种类繁多,在全球分布面积达到 22×10^6 hm^2,而中国竹林覆盖面积达到 7.2×10^6 hm^2,约占全球竹林面积的三分之一[29]。因此,竹林在森林生态系统的碳汇功能中扮演着重要角色[30-31]。竹子分为丛生竹、散生竹、混生竹三种类型,其中丛生竹的竹种数占到世界竹种总数的 70%以上,广泛分布在东南亚、南亚、拉丁美洲、中非和南非及太平洋岛国,是世界竹林资源的重要组成部分[32]。丛生竹作为我国重要的一种竹林类型,有 16 属 160 余种,全国分布面积达到 $80\times10^4$$hm^2$,年产竹材 500×10^4 t[33]。绿竹、麻竹是两种经济价值和生态价值较高且种植面积也较大的笋、材两用丛生竹,其中绿竹主要分布在浙江省、福建省、台湾省,其种植面积达到 $1.5\times10^4$$hm^2$;麻竹主要分布在福建省、云南省、贵州省、广东省、广西省和台湾省,其种植面积达到 $10.9\times10^4$$hm^2$,是我国分布面积第二位的丛生竹[33]。一直以来,丛生竹的研究多集中在它的竹材利用、栽培技术等方面,绿竹和麻竹都具有良好的经济效益和生态效益。在营林技术方面,经实践证明,绿竹、麻竹可以作为老林带的二代更新树种。林地选择、土壤肥力、种植培育、培土施肥以及采笋养笋技术等多方面对竹材、竹笋生长及产量都有重要影响;而在竹林生态方面,更多的研究集中在竹林的群落结构、养分循环以及竹林与立地及气候的关系方面,且竹林的密度、结构、组成等影响其截持降水、调节水源、贮蓄水分等功能,如对麻竹人工林地表径流的研究表明,麻竹林具有较强的水土保持能力。但是丛生竹林的生态功能不仅仅体现在水分调节和水土保持方面,其它方面的生态价值也需要开展深入研究。考虑到当前大气环境日益严峻的情形,竹林碳库可能对大气 CO_2浓度有显著影响,所以它在此方面的生态价值更需要引起关注。

前人对散生竹、混生竹不同器官的植硅体碳的封存潜力进行了相关研究[7,11,14-20],但对丛生竹,尤其是绿

竹、麻竹两种主要丛生竹植硅体及植硅体碳封存潜力鲜有涉及。因此对其植硅体碳以及地上植株植硅体碳储量的深入研究,不仅能揭示主要丛生竹植硅体分布规律及其碳汇潜力,还能为以后准确估测我国竹林生态系统植硅体碳储量提供基础数据。

1　材料与方法

1.1　研究区域概况

研究区域位于福建省漳州市南靖县(117°42′E,24°42′N),属典型的南亚热带季风气候,年平均气温为20.4—22.3℃,极端最低气温-2.9℃,极端最高气温40.3℃,年平均日照数1946 h,年平均无霜期312 d,年降水量1235—2481 mm,年平均降水量1798 mm,地形以低山丘陵为主,且各乡镇海拔高度相差较大,全县最低处仅5.6 m,而最高处达到1390 m。土壤为花岗岩发育的红壤,土壤基本化学性质如表1所示。

南靖县作为中国"麻竹之乡",全县麻竹种植面积近2万 hm^2,绿竹种植面积也达到600多 hm^2[34]。该县绿竹、麻竹分布较集中,绿竹一半以上分布在船场镇,而其他乡镇则以麻竹为主。该区竹林种植地多为荒山或者由水稻田改造而来,林下灌木和草本植物很少,多为辣子草(*Galinsoga parviflora*)、肖梵天花(*Urena lobata Linn*)、鸭跖草(*Commelina communis*)等,竹高7—15 m,胸径4—9 cm,每丛5—12株不等,郁闭度为0.7—0.8。该县绿竹、麻竹人工林经营水平较高,主要表现在每年春、秋各施肥1次,一般以复合肥为主,平均施肥量为750kg/hm^2,有时也施用发酵后的农家肥,施肥的同时进行除草和松土。

1.2　样品与方法

2014年10月,根据当地林业经营档案并结合农户采访和实地踏查,在南靖县下辖6个乡镇进行样品的采集,所有采样点位于海拔40—200 m,坡度10°—40°。在绿竹、麻竹生长区域各选择林分特征、立地条件、组成结构和生长状况等相似的林地,各建立20 m×20 m的标准样地,其中绿竹标准样地20个,麻竹标准样地100个。对标准样地内的竹子进行每株检尺,测量每株竹子的胸径,选取与平均胸径一致的竹子作为标准竹,砍伐标准竹,在标准竹上分别采集叶、枝、秆样品(500—1000 g),带回实验室备用分析。

PhytOC储量是由植硅体碳含量和生物量两个因素共同决定的,所以要计算绿竹和麻竹两种竹林PhytOC储量就必须计算两种竹林的叶、枝、秆生物量。根据郑郁善、梁鸿燊等[35-36]对福建地区绿竹、麻竹建立的生物量模型,通过平均胸径,计算出标准竹的叶、枝、秆的生物量以及总生物量。本研究中绿竹和麻竹的生物量都是对样地绿竹、麻竹的胸径进行准确测量,再依据绿竹和麻竹生物量的模型对其叶、枝、秆等器官的生物量进行估测。

1.3　试验方法

植物样品取回后,用去离子水洗净后,在105℃下杀青30 min,然后在70℃恒温下烘干至恒重,最后用高速粉碎机将样品粉碎后装入塑料袋保存备用。将粉碎好的样品分为两份,一份用于偏硼酸锂-硝酸缓冲液-钼蓝比色法测定硅元素;另一份用来提取植硅体并测定植硅体碳的含量。植硅体采取微波消解法提取,植硅体碳采用改进的碱容分光光度法进行测定[37],植物样品的全硅用偏硼酸锂熔融、乙酸缓冲液提取-钼蓝比色法测定[38]。在样品测定的同时加入植物标准样(GBW07602)对测定样品的准确性进行检验,每个样品重复3次。

在每个标准样地以四分法取500 g 0—20 cm土层的土样带回实验室,分别将所有绿竹和麻竹的土样组成混合土样,剔除土样中的粗大根系和砾石,用于研究区土壤基本化学性质的测定。土壤pH值采用酸度计法测定(水土比为2.5∶1.0),土壤有效磷采用Bary法测定,土壤有机质采用重铬酸钾外加热法测定,土壤有效钾采用醋酸铵浸提-火焰光度法测定,土壤水解氮含量采用碱解扩散法[38]。

1.4　参数计算及数据分析

植硅体含量(g/kg)= 植硅体质量(g)/样品质量(kg)

植硅体碳含量(g/kg)= 植硅体碳质量(g)/植硅体质量(kg)

植硅体碳占干物质含量(g/kg)= 植硅体碳质量(g)/样品质量(kg)

植硅体碳储量(kg/hm²)= 植硅体碳占干物质含量(g/kg)×生物量(kg/hm²)×10^{-3}

式中,生物量是根据标准竹的总生物量乘以丛数再乘以每丛中的株数计算而来,而绿竹、麻竹植硅体碳封存速率则是由竹子叶、枝、秆三部分植硅体碳封存速率相加,不同器官植硅体碳封存速率是由生物量乘以其植硅体碳占干物质含量而得。数据处理使用 DPS7.5 系统进行统计分析,采用 Microsoft Excel 2003 软件对数据进行绘图,用 t 检验法检验不同样本之间的差异显著性。

表 1 研究区土壤的基本化学性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of the soils in the sampling plots

竹种 Species	pH	有机质/(g/kg) Organic matter content	水解氮/(mg/kg) Hydrolytic N content	有效磷/(mg/kg) Available P Content	速效钾/(mg/kg) Available K content
绿竹 DOK	5.07±0.09	19.57±1.37	100.17±6.52	6.11±0.85	56.43±4.98
麻竹 DLM	4.52±0.04	19.89±0.65	106.22±6.54	2.47±0.35	50.71±2.54

表中数据表示平均值±标准误差

2 结果与分析

2.1 地上部不同器官的 Si 含量和植硅体含量

绿竹和麻竹地上部不同器官的 Si 含量变幅分别为 4.95—37.53 g/kg 和 2.01—34.05 g/kg,绿竹地上部叶、枝、秆器官 Si 含量分别高于麻竹,其中枝含量差异最大;绿竹、麻竹各器官植硅体含量的变幅分别为 3.35—100.80 g/kg 和 1.57—84.06 g/kg,同样表现为绿竹各器官含量分别高于麻竹,尤其是绿竹枝中植硅体含量远高于麻竹。结果表明,两者地上部器官中 Si 和植硅体含量大小的顺序均为叶>枝>秆(图 1)。绿竹和麻竹的不同器官的 Si 含量和植硅体含量 t 检验显示,绿竹和麻竹叶片的 Si 含量和植硅体含量均无显著性差异,但绿竹枝和秆的 Si 含量和植硅体含量均显著高于麻竹枝和秆的 Si 含量和植硅体含量。

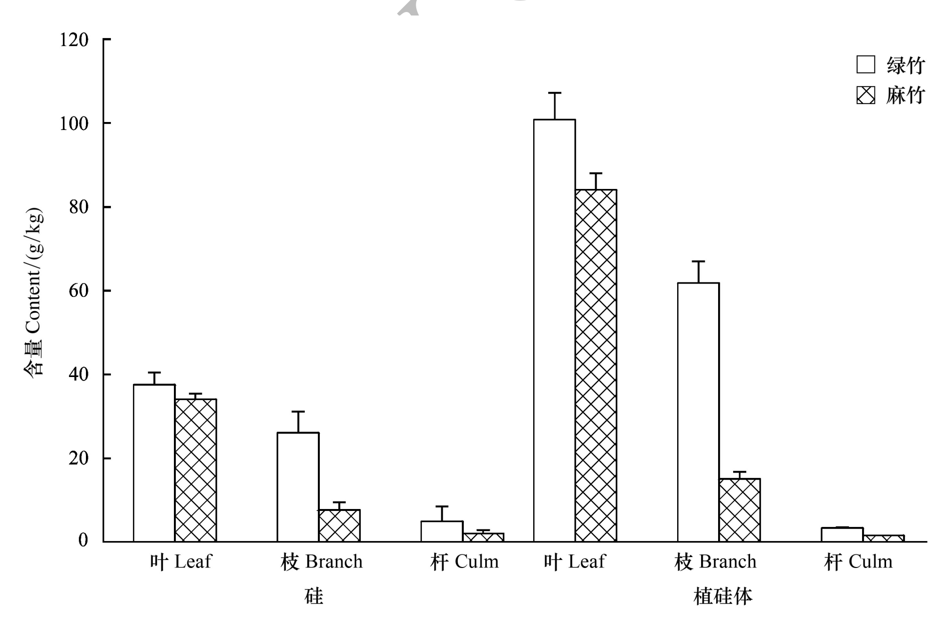


图 1 绿竹和麻竹地上部不同器官的 Si 含量和植硅体含量

Fig.1 The contents of Si and phytolith in different organs of above-ground part of DOK and DLM

2.2 地上部不同器官植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量

绿竹和麻竹地上部不同器官中的植硅体碳含量变化范围分别为 19.46—91.14 g/kg 和 35.50—142.12 g/kg,且两种竹种秆部含量显著高于叶和枝部。与绿竹各器官中 Si 和植硅体含量分别高于麻竹。相反,绿竹各器官中的植硅体碳含量分别低于麻竹,其中秆部含量差异最大。但两者各器官中植硅体碳含量均表现出相同

的变化趋势,即大小顺序为:秆>枝>叶(图 2)。绿竹和麻竹地上部不同器官中的植硅体碳占干物质含量的变化范围分别为 0.51—2.85 g/kg 和 0.17—2.22 g/kg,绿竹和麻竹地上部各器官中最高植硅体碳占干物质含量分别出现在枝和叶部,最低含量均出现在秆部,但绿竹秆部含量要高于麻竹(图 2),其中枝部植硅体碳含量差异最大。绿竹和麻竹不同器官的植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量的 t 检验显示,绿竹和麻竹的叶、枝和秆之间的植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量均存在显著性异。

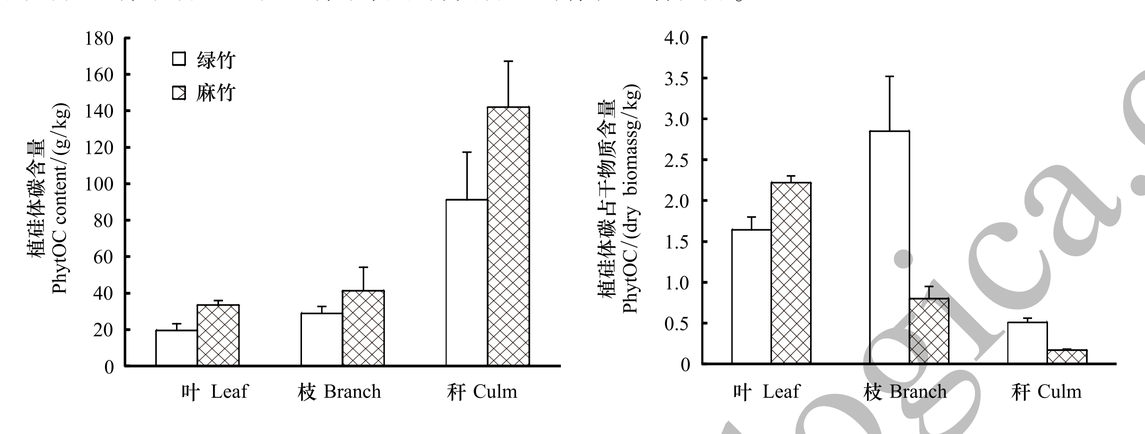


图 2　绿竹和麻竹地上部不同器官中的植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量

Fig.2　The contents of PhytOC and PhytOC/dry biomass in different organs of above-ground part of DOK and DLM

2.3　绿竹和麻竹地上部不同器官生物量和 PhytOC 储量

绿竹和麻竹地上部不同器官中生物量变幅分别为 3.22—10.13 t/hm^2 和 2.82—7.18 t/hm^2,其大小的顺序为秆>枝>叶(图 3);绿竹和麻竹地上部总生物量分别为 18.24 t/hm^2 和 14.48t/hm^2。由于绿竹的立竹密度高于麻竹,所以单位面积绿竹叶、枝、秆部位的生物量以及总的生物量略高于麻竹。绿竹和麻竹地上部不同器官 PhytOC 储量变幅分别分别为 5.1—13.9 kg/hm^{2}和 1.2—6.3 kg/hm^2。绿竹和麻竹地上部最高 PhytOC 储量分别出现枝和叶,但最低 PhytOC 储量均出现在秆,其中,绿竹叶部 PhytOC 储量略低于麻竹,但枝和秆部远高于麻竹。绿竹和麻竹地上部 PhytOC 总储量分别为 24.3 kg/hm^{2}和 11.11 kg/hm^2,前者比后者高 1.19 倍(图 3)。

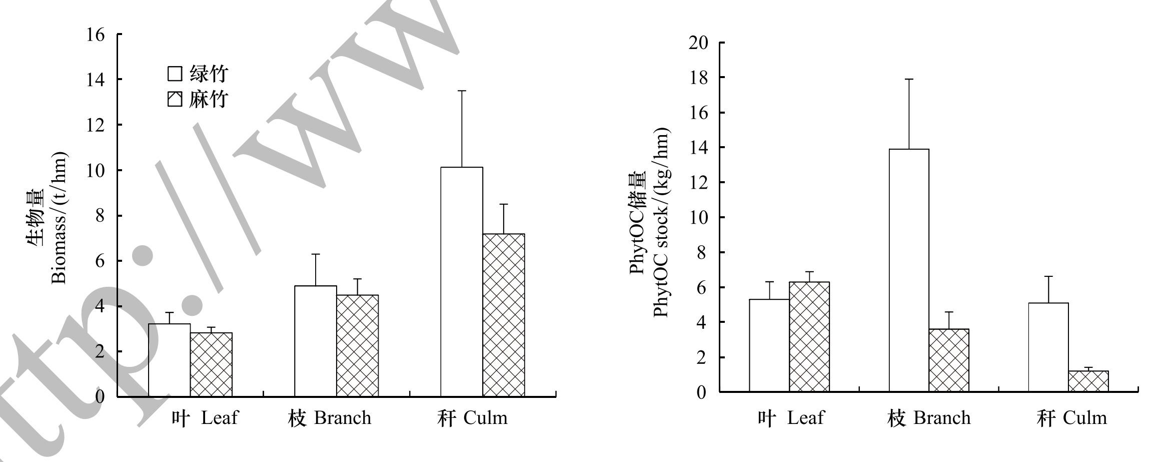


图 3　绿竹和麻竹地上部不同器官生物量和 PhytOC 储量

Fig.3　The contents of biomass and PhytOC storages in different organs of above-ground part of DOK and DLM

2.4　绿竹和麻竹植硅体碳相关性分析

相关性分析表明,绿竹和麻竹竹叶 Si 含量与其植硅体含量之间均呈极显著性正相关关系(R^2=0.65,P<0.01;R^2=0.76,P<0.01)(图 4),麻竹 Si 含量与植硅体含量的相关系数高于绿竹。绿竹和麻竹叶片植硅体含量和植硅体碳占干物质含量之间均没有显著相关性(图 4)。绿竹、麻竹竹叶植硅体碳含量和植硅体碳占干物质中含量之间均呈极显著相关关系(R^2=0.79,P<0.01;R^2=0.25,P<0.01)(图 4),绿竹的相关系数要显著高于麻竹。

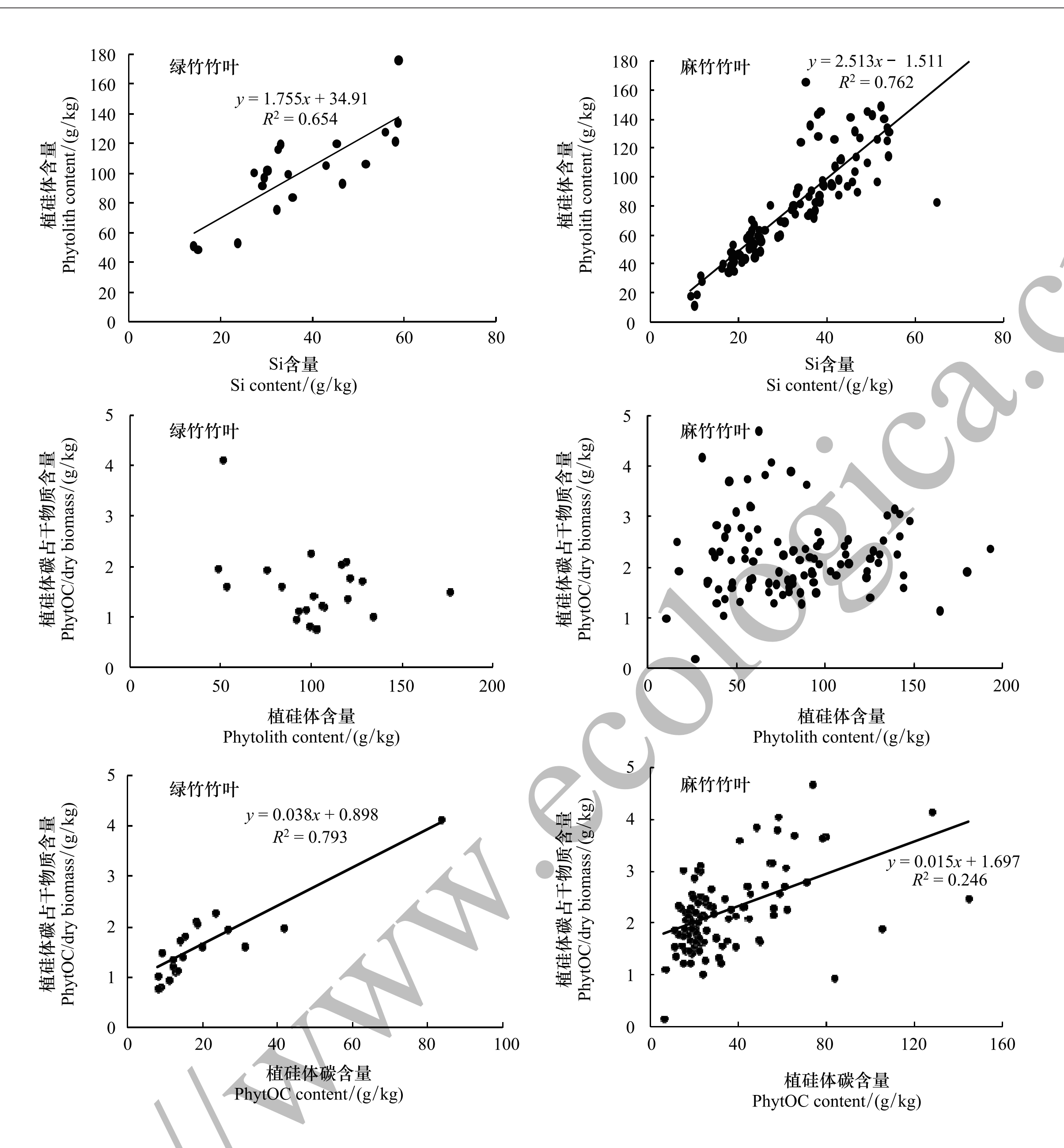


图 4 绿竹和麻竹叶片 Si 含量与其植硅体含量、植硅体含量和植硅体碳占干物质含量及植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量之间的相关性

Fig.4 Relationships between Si contents and the Phytolith contents, the Phytolith contents and PhytOC contents in dry biomass or PhytOC contents and PhytOC contents in dry biomass of bamboo leaves of DOK and DLM stands

3 讨论

3.1 硅、植硅体与植硅体碳含量

植物中的 Si 含量是植硅体含量丰度的重要表征。研究发现,不同植物其 Si 含量是不同的。一般认为,被子植物的硅含量高于裸子植物,被子植物中的单子叶植物又高于双子叶植物,单子叶植物中的禾本科植物又是硅超富集植物中的代表[10-12]。Song 等[11]研究表明,植物中的硅含量和植硅体含量有明显的相关关系:植硅体含量=Si 含量×0.965($R^2=0.9442$,$P<0.01$)。本研究中,绿竹和麻竹竹叶中 Si 含量和植硅体含量之间存在极显著相关关系(图 4),Si 含量较高的植物,其植硅体含量也较高,说明植物硅富集能力的增强有利于植硅体含量的增加。两者相比,麻竹中 Si 含量和植硅体含量之间的相关系数要高于绿竹。本研究中,两种竹种植

硅体含量和植硅体碳占干物质含量之间没有显著的相关性(图 4),而植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量之间存在极显著相关关系(图 4),这与前人对竹子[7]、小麦(*Triticum aestivum Linn*)[8]、水稻(*Oryza sativa*)[21]、甘蔗(*Saccharum officinarum*)[22]以及旱作作物[23]的研究结果一致,但与何珊琼等[39]对热带典型森林、应雨骐等[13]对亚热带重要树种、Li 等[26-27]对湿地植物等的研究有所不同,究其原因可能是不同植物种类、不同生长环境包括温度、湿度、土壤 pH 值和有机质等因素对植硅体的含量以及其固碳能力的影响存在差异所造成。这表明植硅体碳含量不仅仅是由植硅体含量决定的,还与植物植硅体本身的固碳能力和效率有关[7]。

由于植物不同器官的蒸腾强弱也有差别,加之植物种类不同以及不同生长区域温度、湿度、土壤性质和营养元素都存在差异,从而造成不同植物或相同植物不同器官的 Si 和植硅体含量存在差异。不同品种水稻各器官中植硅体含量表现出相同的分布趋势:鞘>叶>秆>根>穗[21];芦苇(*Phragmites australis*)不同器官植硅体含量分布趋势为叶>鞘>根>秆[27];苦竹[17](*Pleioblastus amarus*)、毛竹[18](*Phyllostachys edulis*)等不同器官的植硅体含量分布趋势均为叶>枝>秆。由于 Si 含量和植硅体含量具有高度的相关性,Si 在植物各器官的分布趋势和植硅体在植物各器官的分布趋势具有高度一致性。本研究中,绿竹、麻竹的 Si 含量和植硅体含量在各器官中的分布趋势也均为叶>枝>秆。由此看出,植物叶片作为蒸腾作用最强的器官,其 Si 含量和植硅体含量都为最高。绿竹、麻竹不同器官中,竹叶中的 Si 和植硅体含量无显著差异,而竹枝和竹秆中的 Si 含量和植硅体含量则有显著差异,说明在竹林生态系统中,竹叶是富集储存 Si、植硅体等物质差异较小的部位,而竹枝和竹秆则是差异比较大的部位,这可能是与植物内部不同部位器官的组织构成和生物特性有关。

本研究通过对绿竹和麻竹地上不同器官植硅体碳含量的研究发现,同一竹种的不同器官植硅体碳含量存在显著差异,秆部含量显著高于叶和枝部,具体表现为秆>枝>叶(图 2)。杨杰等[17]对苦竹林植硅体碳的研究显示,苦竹的叶、枝和秆中的植硅体碳含量分别为 97.4 g/kg、65.3 g/kg 和 165.5 g/kg,表现为秆>叶>枝。这 3 种竹种竹秆的植硅体碳含量都远高于竹叶和竹枝,但是竹叶和竹枝中的植硅体碳含量相差不大,这也说明植物秆部可能储存更多的植硅体碳,这与以往认为植硅体碳主要封存在叶中的结果不同,在以后的竹林植硅体碳汇研究中应充分考虑竹枝和竹秆的植硅体碳封存能力。本研究中,绿竹各器官的 PhytOC 储量分别是枝(13.9 kg/hm^2)>叶(5.3 kg/hm^2) ≈ 秆(5.1 kg/hm^2);麻竹各器官的 PhytOC 储量分别是叶(6.3 kg/hm^2)>枝(3.6 kg/hm^2)>秆(1.2 kg/hm^2)(图 3)。而研究发现,苦竹各器官的 PhytOC 储量远高于绿竹、麻竹,表现为秆(51.1 kg/hm^2)>叶(14.6 kg/hm^2)>枝(5.1 kg/hm^2)。这可能是由于苦竹是介于散生竹和丛生竹之间的竹种,它的生长过程既有丛生竹的特性又兼具散生竹的生理特性,其植硅体碳封存能力更强,且苦竹的生长周期更长,生物量大,植硅体碳储量就会更大。在这两种丛生竹各器官的植硅体碳封存量中,秆中植硅体碳的封存量都最少,这是由于两种竹种秆中的植硅体含量很低,导致植硅体中封存的碳总量很少,因此碳储量也相对较低。对于绿竹、麻竹两种竹种相同器官的研究发现,绿竹、麻竹叶、枝、秆的植硅体碳含量和植硅体碳占干物质含量存在显著差异,这可能是由于植硅体碳含量是由植硅体含量及其固碳能力决定所致[7,13,26],而植硅体受外界因素影响较大,导致不同植物和不同器官植硅体含量差异较大;同时,植硅体的形态差异和表面积大小的不同可能会对植硅体固碳能力和植硅体碳含量造成影响[40],这与亚热带地区 7 个重要树种植硅体碳含量差异性研究结果相似[13]。

3.2　绿竹和麻竹植硅体碳封存潜力比较

禾本科植物中的竹亚科(Bambusoideae)和稻亚科(Ehrhartoideae)植物有较强的植硅体碳封存能力[7,14-16,21-22]。左昕昕等[23]估测我国每年通过旱作农作物植硅体封存约 $2.37×10^6$ t CO_2;李自民等[26]估测全球湿地植物达 $5.70×10^8 hm^2$,每年可固定大气中 $4.39×10^7$ t CO_2;应雨骐等[13]研究发现,亚热带重要树种毛竹林、杉木林(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松林(*Pinus massoniana*)以及阔叶林通过植硅体碳的形式每年可分别封存 $1.96×10^5$ t、$6.33×10^4$ t、$1.3×10^5$ t、$1.25×10^4$—$48.15×10^4$ t CO_2。Parr 等[7]研究也发现,全球竹林每年通过植硅体碳的形式封存 $15.6×10^6$ t CO_2。我国绿竹和麻竹总种植面积分别为 $1.5×10^4 hm^2$ 和 $10.9×10^4 hm^2$[33],以绿竹最高碳封存速率 0.131 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}计算,我国绿竹林每年可封存 1965.29 t CO_2。以麻竹最大碳封

存速率 0.0139 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}计算，我国麻竹林每年可封存 1520.11 t CO_2。

表 2　不同植物植硅体碳封存速率比较

Table 2　Comparison of carbon sequestration rates of different plants

植物种类 Plant type	PhytOC 封存速率/(t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}) PhytOC sequestration rate	参考文献 References
甘蔗 Surgarcance	0.1229—0.3614	[22]
小麦 Wheat	0.0060—0.2460	[8]
水稻 Rice	0.0260—0.1250	[21]
草地植物 Grassland	0.0016—0.0018	[28]
湿地植物 Wetland plant	0.0030—0.0770	[27-28]
黍、粟 Millet	0.0080—0.0380	[23]
竹子 Bamboo	0.0081—0.7090	[7]
毛竹 Moso bamboo	0.0367—0.0506	[9,13]
中国亚热带树种 Forest types in subtropical China	0.0003—0.0193	[12-13]

植物的碳封存潜力很大程度上是由其 PhytOC 封存速率所决定的。研究显示，竹类植物的植硅体碳封存能力要高于其他植物[7,12]。本研究中，绿竹和麻竹的 PhytOC 封存速率分别为 0.051—0.131 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}和 0.0099—0.0139 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}。因此，绿竹的 PhytOC 封存速率要高于草地植物、湿地植物、黍(*Panicum miliaceum*)、粟(*Setaria italica*)以及中国亚热带树种，和小麦、水稻的封存速率相当，低于甘蔗封存速率；而麻竹碳封存速率则高于草地植物，和湿地植物、亚热带树种相当，低于其他物种，这与 Song 等[11]对中国竹林以及 Parr[7]对 10 种经济竹林研究所得 PhytOC 封存速率结果相符合。且与中国种植面积最大的毛竹林相比，绿竹的 PhytOC 封存速率要远高于毛竹(0.0367—0.0506 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1})[13]。

4　结论

植物的 PhytOC 封存速率和 PhytOC 储量取决于植物的种类和品种以及气候、土壤肥力和施肥等。在同一地点的相同母质发育的土壤上进行的麻竹和绿竹地上部植硅体碳封存潜力的比较研究则完全取决于丛生竹的生物学特性。本研究的结果显示：绿竹的 PhytOC 封存速率为 0.051—0.131 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}，最大碳封存潜力为 1965.29 t CO_2/a；麻竹的 PhytOC 封存速率为 0.0099—0.0139 t-e-CO_2 hm^{-2} a^{-1}，最大碳封存潜力为 1520.11 t CO_2/a，绿竹地上部植株 PhytOC 封存速率和储量显著高于麻竹。因此，考虑到目前绿竹种植面积较少且经济价值较高的情况，一方面在生产中应适当扩大绿竹的种植面积，以最大程度发挥其较高植硅体碳的固碳潜力；另一方面在土地利用和管理、肥料施入等方面开展研究，如不同硅肥的施入以及硅、磷肥料的配施对植硅体和植硅体碳的积累可能有一定影响，可以通过硅素调控机制增强竹林的植硅体碳封存能力。

参考文献(References)：

[1] Alkemade R, Bakkenes M, Eickhout B. Towards a general relationship between climate change and biodiversity: an example for plant species in Europe. Regional Environmental Change, 2011, 11(S1): 143-150.

[2] 孙清芳, 贾立明, 刘玉龙, 韩丽冬, 刘滨凡. 中国森林植被与土壤碳储量估算研究进展. 环境化学, 2016, 35(8): 1741-1744.

[3] Pan Y D, Birdsey R A, Fang J Y, Houghton R, Kauppi P E, Kurz W A, Phillips O L, Shvidenko A, Lewis S L, Canadell J G, Ciais P, Jackson R B, Pacala S W, McGuire A D, Piao S L, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D. A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science, 2011, 333(6045): 988-993.

[4] Parr J F, Sullivan L A. Soil carbon sequestration in Phytoliths. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(1): 117-124.

[5] 王永吉, 吕厚远. 植物硅酸体研究及应用. 北京: 海洋出版社, 1993: 267-267.

[6] Piperno D R. Quaternary environmental history and agricultural impact on vegetation in central America. Annals of the Missouri Botanical Garden, 2006, 93(2): 274-296.

[7] Parr J F, Sullivan L A, Chen B H, Ye G F, Zheng W P. Carbon bio-sequestration within the Phytoliths of economic bamboo species. Global

Change Biology, 2010, 16(10): 2661-2667.

[8] Parr J F, Sullivan L A. Phytolith occluded carbon and silica variability in wheat cultivars. Plant and Soil, 2011, 342(1/2): 165-171.

[9] Zuo X X, Lu H Y, Gu Z Y. Distribution of soil Phytolith-occluded carbon in the Chinese Loess Plateau and its implications for silica-carbon cycles. Plant and Soil, 2014, 374(1/2): 223-232.

[10] 孟赐福, 姜培坤, 徐秋芳, 周国模, 宋照亮, 黄张婷. 植物生态系统中的植硅体闭蓄有机碳及其在全球土壤碳汇中的重要作用. 浙江农林大学学报, 2013, 30(6): 921-929.

[11] Song Z L, Liu H Y, Li B L, Li X M. The production of Phytolith-occluded carbon in China's forests: implications to biogeochemical carbon sequestration. Global Change Biology, 2013, 19(9): 2907-2915.

[12] 林维雷, 应雨骐, 姜培坤, 黄张婷, 吴家森, 孟赐福. 浙江南部亚热带森林土壤植硅体碳的研究. 土壤学报, 2015, 52(6): 1365-1373.

[13] 应雨骐, 项婷婷, 李永夫, 吴家森, 姜培坤. 中国亚热带重要树种植硅体碳封存潜力估测. 自然资源学报, 2015, 30(1): 133-140.

[14] Huang Z T, Li Y F, Jiang P K, Chang S X, Song Z L, Liu J, Zhou G M. Long-term intensive management increased carbon occluded in Phytolith (PhytOC) in bamboo forest soils. Scientific Reports, 2014, 4: 3602.

[15] Huang Z T, Jiang P K, Chang S X, Zhang Y, Ying Y Q. Production of carbon occluded in Phytolith is season-dependent in a bamboo forest in subtropical China. PLoS One, 2014, 9(9): e106843.

[16] Li B L, Song Z L, Wang H L, Li Z M, Jiang P K, Zhou G M. Lithological control on Phytolith carbon sequestration in moso bamboo forests. Scientific Reports, 2014, 4: 5262.

[17] 杨杰, 吴家森, 姜培坤, 赵培平. 苦竹林植硅体碳与硅的研究. 自然资源学报, 2016, 31(2): 299-309.

[18] Yang J, Wu J S, Jiang P K, Xu Q F, Zhao P P, He S Q. A Study of Phytolith-occluded Carbon Stock in Monopodial Bamboo in China. Scientific Reports, 2015, 5: 13292.

[19] 李蓓蕾, 宋照亮, 姜培坤, 周国模, 李自民. 毛竹林生态系统植硅体的分布及其影响因素. 浙江农林大学学报, 2014, 31(4): 547-553.

[20] 黄张婷. 雷竹生态系统植硅体封存有机碳汇研究[D]. 临安: 浙江农林大学, 2014.

[21] Li Z M, Song Z L, Parr J F, Wang H L. Occluded C in rice Phytoliths: implications to biogeochemical carbon sequestration. Plant and Soil, 2013, 370(1/2): 615-623.

[22] Parr J, Sullivan L, Quirk R. Sugarcane Phytoliths: encapsulation and sequestration of a long-lived carbon fraction. Sugar Tech, 2009, 11(1): 17-21.

[23] 左昕昕, 吕厚远. 我国旱作农业黍、粟植硅体碳封存潜力估算. 科学通报, 2011, 56(34): 2881-2887.

[24] Song Z L, Wang H L, Strong P J, Li Z M, Jiang P K. Plant impact on the coupled terrestrial biogeochemical cycles of silicon and carbon: implications for biogeochemical carbon sequestration. Earth-Science Reviews, 2012, 115(4): 319-331.

[25] Song Z L, Parr J F, Guo F S. Potential of global cropland Phytolith carbon sink from optimization of cropping system and fertilization. PLoS One, 2013, 8(9): e73747.

[26] Li Z L, Song Z L, Jiang P K. Biogeochemical sequestration of carbon within Phytoliths of wetland plants: A case study of Xixi wetland, China. Chinese Science Bulletin, 2013, 58(20): 2480-2487.

[27] Li Z L, Song Z L, Li B L. The production and accumulation of Phytolith-occluded carbon in Baiyangdian reed wetland of China. Applied Geochemistry, 2013, 37: 117-124.

[28] Song Z L, Liu H Y, Si Y, Yin Y. The production of Phytoliths in China's grasslands: implications to the biogeochemical sequestration of atmospheric CO_2. Global Change Biology, 2012, 18(12): 3647-3653.

[29] 郭起荣, 杨光耀, 杜天真, 施建敏. 中国竹林的碳素特征. 世界竹藤通讯, 2005, 3(3): 25-28.

[30] Zhou G M, Zhuang S Y, Jiang P K, Xu Q F, Qin H, Wong M, Cao Z H. Soil organic carbon accumulation in intensively managed *Phyllostachys praecox* stands. The Botanical Review, 2011, 77(3): 296-303.

[31] Jiang P K, Meng C F, Zhou G M, Xu Q F. Comparative study of carbon storage in different forest stands in subtropical China. The Botanical Review, 2011, 77(3): 242-251.

[32] 刘广路, 范少辉, 苏文会. 丛生竹生长特性及管理技术研究进展. 竹子研究汇刊, 2011, 30(3): 43-48.

[33] 马乃训. 国产丛生竹类资源与利用. 竹子研究汇刊, 2004, 23(1):1-5.

[34] 南靖县地方志编纂委员会. 漳州市志·南靖县志. 北京: 方志出版社, 2016.

[35] 郑郁善, 梁鸿燊, 游兴早. 绿竹生物量模型研究. 竹子研究汇刊, 1997, 16(4): 43-46.

[36] 梁鸿燊, 陈学魁. 麻竹单株生物量模型研究. 福建林学院学报, 1998, 18(3): 260-262.

[37] 杨杰, 李永夫, 黄张婷, 姜培坤, 项婷婷, 应雨骐. 碱溶分光光度法测定植硅体碳含量. 分析化学, 2014, 42(9): 1389-1390.

[38] 鲍士旦. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[39] 何珊琼, 黄张婷, 吴家森, 杨杰, 姜培坤. 热带、亚热带典型森林-土壤系统植硅体碳演变规律. 应用生态学报, 2016, 27(3): 697-704.

[40] Bartoli F. Crystallochemistry and surface properties of biogenic opal. Journal of Soil Science, 1985, 36(3): 335-350.